DE GRUYTER
OPEN
DOI: 10.1515/ssa-2016-0018

SOIL SCIENCE ANNUAL
Vol. 67 No. 3/2016: 151–157

AGNIESZKA MEDYŃSKA-JURASZEK*

*Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska,
Zakład Waloryzacji Gleb i Badania Materii Organicznej, ul. Grunwaldzka 53, 50-357 Wrocław*

Biowęgiel jako dodatek do gleb

Streszczenie: Biowęgiel powstaje jako odpad w procesie termicznej konwersji biomasy, w warunkach ograniczonego dostępu tlenu, co powoduje powstawanie substratu o wysokiej zawartości węgla. Ze względu na bardzo dobre właściwości sorpcyjne, głównym kierunkiem wykorzystania jest jego doglebowe zastosowanie. W ostatnich latach wiele uwagi poświęcono badaniom nad wykorzystaniem biowęgla jako dodatku o dużym potencjale w kształtowaniu właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych gleb. Z rolniczego punktu widzenia wprowadzanie biowęgla do gleb może dostarczać wielu korzyści. Do ważniejszych z nich zalicza się m.in. istotne zwiększenie pojemności sorpcyjnej gleb, zmniejszenie wymywania składników pokarmowych, a także powolne uwalnianie składników pokarmowych niezbędnych dla roślin, wzrost odczynu gleb i retencji wodnej, poprawę właściwości biologicznych, czego efektem jest zwiększenie produkcji roślinnej. Celem pracy jest usystematyzowanie wiedzy dotyczącej oddziaływania biowęgla na środowisko glebowe, jak również zidentyfikowanie obszarów i kierunków dalszych badań nad zastosowaniem tego materiału jako dodatku do gleb intensywnie użytkowanych rolniczo lub zdegradowanych w wyniku działalności człowieka.

Słowa kluczowe: biowęgiel, zastosowanie, polepszacz, gleba, właściwości sorpcyjne

WPROWADZENIE

Biowęgiel (ang. *biochar*) nazywany również karbonizatem, wymienione pojęcia będą używane w pracy zamiennie, występuje w postaci silnie rozdrobnionego porowatego materiału, powstającego najczęściej jako odpad z procesu konwersji termicznej biomasy roślinnej w warunkach ograniczonego dostępu tlenu. Właściwości biowęgla przypominają właściwości węgla drzewnego, jednak termin ten został wyodrębniony dla podkreślenia ich zastosowania, głównie jako dodatku doglebowego (Lehmann i Joseph 2009). W ostatnich latach wiele uwagi poświęca się tematowi wykorzystania odpadowego karbonizatu, przede wszystkim ze względu na potencjał długookresowego przechowywania węgla i bardzo dobre właściwości sorpcyjne. W publikacjach podkreśla się wiele potencjalnych korzyści wynikających z wprowadzenia biowęgla do gleby, z których najważniejsze to rozwiązanie problemu wykorzystania odpadów organicznych w celu poprawy żyzności gleb mało urodzajnych.

Zainteresowanie biowęglem jako dodatkiem do gleby rozpoczęło się w chwili odkrycia w Amazonii gleby nazwanej *terra preta do Indio* – czarnej ziemi Indian. Przeprowadzone szczegółowe badania wskazują, że gleby *terra preta* powstały kilkaset, a nawet kilka tysięcy lat temu na skutek stosowanych przez prekolumbijskie plemiona Indian zabiegów agrotechnicznych polegających na nawożeniu gleb węglem drzewnym. Gleby *terra preta* (anthrosole) powstają do dziś w wielu rejonach świata, warunkując rozwój rolnictwa w rejonach występowania najuboższych gleb.

Wprowadzanie do gleb biowęgla dostarcza wielu korzyści z rolniczego punktu widzenia, przede wszystkim przez poprawę właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych gleby, co przyczynia się do wzrostu plonowania roślin (Laird i in. 2010, Macdonald i in. 2014). Biowęgle wykazują dużą reaktywność chemiczną względem organicznych i nieorganicznych związków obecnych w środowisku, stąd coraz częściej dyskutuje się nad możliwością ich wykorzystania w rekultywacji gleb zdegradowanych chemicznie. Prowadzone badania wskazują na zmniejszenie biodostępności wielu substancji organicznych, takich jak: WWA, PCB, niektórych środków ochrony roślin, jak również pierwiastków śladowych po wprowadzeniu biowęgla do gleby (Oleszczuk i in. 2012). Dodatki bogate w węgiel znajdują coraz szersze zastosowanie w remediacji i ochronie gleb przede wszystkim ze względu na niskie koszty stosowania i szybkie efekty (Beesley i in. 2011, Mohan i in. 2011). Wraz z rosnącą liczbą publikacji dotyczących biowęgla pojawia się wiele sprzecznych opinii dotyczących efektów jego wprowadzania do gleby. W Polsce niewiele jest prac dotyczących doglebowego zastosowania karbonizatów (Bis 2012, Malińska 2012). Niniejsza

* Dr inż. A. Medyńska-Juraszek, agnieszka.medynska-juraszek@up.wroc.pl http://ssa.ptg.sggw.pl/issues/2016/673

VISIT…

LANZAROTE Caliente.com

praca ma charakter przeglądowy i jej głównym celem jest usystematyzowanie wiadomości dotyczących oddziaływania biowęgla na środowisko glebowe, jak również zidentyfikowanie obszarów i kierunków dalszych badań nad zastosowaniem tego materiału jako dodatku do gleb intensywnie użytkowanych rolniczo lub zdegradowanych w wyniku działalności człowieka.

ZACHOWANIE BIOWĘGLA W GLEBIE

Dodatek biowęgla wpływa na właściwości gleby i procesy w niej zachodzące. Jego funkcja i zachowanie w środowisku zależą od rodzaju materiału wsadowego i procesu wytwarzania, który determinuje udział węgla, popiołu, makro- i mikroelementów, jak również związków potencjalnie szkodliwych, takich jak metale ciężkie, pochodzących z surowca zastosowanego w produkcji. Oprócz wyżej wymienionych, ograniczeniem dla wykorzystania karbonizatów jako dodatku do gleb, może być obecność WWA, dioksyn i furanów, powstających w procesach wysokotemperaturowych. Zawartość węgla w karbonizacie może wynosić od 50 do 90%, pozostałe składniki to substancje lotne (do 40%), woda (do 15%) i popiół (0,5 do 5%). Heterogeniczność składu chemicznego biowęgla pozwala na jego interakcje z szeroką grupą nieorganicznych i organicznych składników występujących w glebie (Cross i Sohi 2011). Rozkład i tworzenie się nowych połączeń w biowęglu pod wpływem wysokiej temperatury powoduje powstawanie wielu aktywnych grup funkcyjnych (np. hydroksylowych – OH, aminowych – NH_2, ketonowych – OR, estrowych – (C=O)OR, aldehydowych – (C=O)H, karboksylowych – (C=O)OH). Grupy funkcyjne pełnią funkcje donorów i akceptorów elektronów, co powoduje, że na powierzchni biowęgla występują zarówno obszary o właściwościach kwasowych, jak i zasadowych, związane z obecnością grup – OH lub podstawników elektronodonorowych oraz zróżnicowanych pod względem zdolności do przyłączania cząsteczek wody – obszarów hydrofobowych i hydrofilowych (van Zwieten i in. 2010, Verheijen i in. 2010). Tak zróżnicowane właściwości tego materiału powodują, że wchodzi on w reakcje zarówno z mineralną, jak i organiczną częścią gleby. Biowęgiel wykazuje zdolność do tworzenia kompleksów mineralno-organicznych i okludowania minerałów (Glaser i in. 2000, Zhang i in. 2015). Wykazuje on również zdolność do wiązania węgla organicznego z gleby, co ogranicza emisję CO_2 do atmosfery, uwalnianego w procesach biodegradacji glebowej materii organicznej i zwiększa ogólną pulę węgla zmagazynowanego w glebie. Jednym z mechanizmów stabilizacji węgla organicznego jest tworzenie połączeń z rozpuszczalną frakcją węgla, co promuje powstawanie bardziej stabilnych form tego pierwiastka. Potwierdzono również, że biowęgiel może pełnić w glebie funkcje ochronną dla glebowej materii organicznej (Pignatello i in. 2006, Liang i in. 2010). Przez promowanie powstawania agregatów glebowych przyczynia się do zamykania cząsteczek materii organicznej wewnątrz struktur, co powoduje zmniejszenie ich dostępności dla mikroorganizmów (Piccolo i in. 1996, Karhu i in. 2011, Zhao i in. 2015). Biowęgle wykazują dużą reaktywność chemiczną względem organicznych i nieorganicznych ksenobiotyków obecnych w środowisku. Prowadzone badania wskazują na zmniejszenie biodostępności wielu substancji organicznych, takich jak: WWA, PCB, niektórych środków ochrony roślin, jak również metali ciężkich po zastosowaniu biowęgli (Namgay i in. 2010, Inyang i in. 2012, Jiang i in. 2012, Kołodyńska i in. 2012, Ma i in. 2010). Mechanizm wiązania zanieczyszczeń jest podobny, jak w przypadku węgli aktywowanych, jednak większe powinowactwo biowęgla do glebowej materii organicznej powoduje, że karbonizaty mają lepsze właściwości kompleksujące, jak również wykazują zdolność do wymiennego sorbowania zanieczyszczeń. Biowęgiel w glebie wykazuje dużą stabilność, a opinie dotyczące czynników wpływających na jego rozkład i starzenie się, są często sprzeczne (Pignatello i in. 2006, Qiu i in. 2009, Zimmerman 2010). Stabilne formy węgla są bardzo odporne na rozkład biologiczny, a proces biodegradacji postępuje bardzo powoli, dlatego biowęgiel jest uznawany za bardzo efektywne narzędzie sekwestracji CO_2 w glebie (Lehmann i in. 2011). Kuzyakov et al. (2009) stwierdzili, że tempo mineralizacji karbonizatu zależy od jego rodzaju i temperatury powstawania.

Biowęgle wyprodukowane z drewna ulegają rozkładowi wolniej niż te wyprodukowane z resztek pożniwnych. Wraz ze wzrostem temperatury procesu termicznej konwersji biomasy (w zakresie od 500 do 900°C) następuje całkowity rozkład celulozy i lignin, co powoduje wzrost stabilności i większą odporność karbonizatu na rozkład biologiczny (Luo i in. 2011). Biowęgiel ulega procesowi starzenia się na skutek czynników abiotycznych, takich jak: wysoka temperatura lub obecność silnych utleniaczy, może dochodzić też do wysycenia grup funkcyjnych kationami, co powoduje ograniczenie zdolności sorpcyjnych (Cheng i in. 2006). Należy mieć jednak na uwadze, że wnioski dotyczące tych procesów są oparte jedynie na krótkoterminowych doświadczeniach inkubacyjnych. Wiele wskazuje na to, że dominującym procesem wpływającym na straty z gleby, są procesy wymywania i erozja eoliczna. Erozja gleb może przyczyniać się do przemieszczania karbonizatu na tere-

ny przyległe, do zbiorników wód powierzchniowych, a także wód podziemnych (Kuppusamy i in. 2016).

WPŁYW NA ZASOBNOŚĆ GLEBY W SKŁADNIKI POKARMOWE

Biowęgiel ma stosunkowo słabe właściwości nawozowe, co jest wynikiem zastosowania w produkcji materiałów ubogich w składniki pokarmowe lub też ich występowania w formach niedostępnych dla roślin. Natomiast dzięki swoim właściwościom może stać się dodatkiem wspomagającym działanie nawozów mineralnych. Zawartość węgla, mikro- i makroskładników w biowęglu różni się w zależności od rodzaju materiału wsadowego i przebiegu procesu zgazowywania, co pozwala określić pewne trendy. Zawartość węgla wymieniana przez różnych autorów wynosi od 172 aż do 905 $g{\cdot}kg^{1}$. Udział tego pierwiastka rośnie wraz ze wzrostem temperatury otrzymywania karbonizatu. Różnice w zawartości N w zależności od rodzaju biomasy wynoszą od 1,8 do 56,4 $g{\cdot}kg^{-1}$, dla P od 2,7 do 480 $g{\cdot}kg^{-1}$, a K od 1,0 do 58 $g{\cdot}kg^{-1}$. Zawartość azotu jest zdecydowanie wyższa w biowęglach wyprodukowanych z osadów ściekowych w porównaniu z biomasą roślinną, lecz mimo to, dostępność azotu jest niewielka, przeciętnie poniżej 2 $mg{\cdot}kg^{-1}$ (Chan i in. 2007). Zawartość i dostępność fosforu jest zdecydowanie wyższe w przypadku materiału otrzymywanego z odpadów pochodzenia zwierzęcego, np. pomiotu kurzego w porównaniu z materiałem pochodzenia roślinnego (Hossain i in. 2011). Wprowadzenie biowęgla do gleby powoduje wzrost zawartości bardzo stabilnej frakcji węgla organicznego (Corg), modyfikując obieg tego pierwiastka. Jednocześnie wykazano, że jego dodatek obniża emisję metanu z gleby przez lepsze napowietrzenie gleby i ograniczenie procesów przemian beztlenowych, jak również sorpcję gazu na powierzchni karbonizatu (Laird i in. 2008, Bruun i in. 2012).

Korzystne oddziaływanie biowęgla może przejawiać się we wzroście możliwości magazynowania i utrzymywania mikro- i makroelementów w glebie (Novak i in. 2009). Duża zdolność do wymiennego sorbowania powoduje wzrost zawartości makro- i mikroskładników w profilu glebowym, co zwiększa efektywność ich pobierania przez rośliny, jednocześnie zmniejszając ryzyko wymycia i transportu do powierzchniowych i podziemnych zbiorników wodnych (Laird i in. 2008). Zdania dotyczące wpływu biowęgla na kształtowanie się żyzności gleb są podzielone, przede wszystkim ze względu na często sprzeczne wyniki wpływu dodatku na właściwości biologiczne (Rondon i in. 2007, Warnock i in. 2007, Steinbass i in. 2009, Liang i in. 2010, Kolton i in. 2011, Ameloot i in. 2014). Karbonizat jako materiał silnie porowaty stanowi bardzo dobre miejsce bytowania mikroorganizmów, co sprzyja zwiększeniu żyzności i produktywności gleby. Jedną z funkcji dodatku biowęgla jest modyfikowanie obiegu azotu. W literaturze można spotkać wiele badań, które pozwalają na sformułowanie wniosku, że biowęgiel jako dodatek do gleb wykazuje zdolność do magazynowania azotu przez promowanie retencji NH_3 i NH_4^+, ograniczanie emisji N_2O i wymywania jonów NO_3^-, a także indukowanie rozwoju bakterii azotowych (Wang i in. 2012, Clough i Condron 2010, Cayuela i in. 2014). Lehman (2011) stwierdził większą aktywność mikroorganizmów biorących udział w wiązaniu azotu w glebie już po zastosowaniu 10 Mg biowęgla ha^{-1}. Anderson i in. (2011) opisali dwa potencjalne mechanizmy udziału karbonizatu w krążeniu azotu: 1) promowanie wzrostu liczby bakterii denitryfikacyjnych oraz 2) bezpośrednia sorpcja NH_4^+ na powierzchni biowęgla. Z drugiej strony wielu autorów (m.in. Park i in. 2010, Warnock i in. 2010, Knowles i in. 2011, Prayogo i in. 2013, Kuppusamy i in. 2016) wskazuje na negatywne oddziaływanie karbonizatu, ograniczenie występowania wybranych grupy bakterii i grzybów mikoryzowych. Mechanizm konkurencyjności biowęgla względem organizmów glebowych nie jest do końca poznany. Dotychczasowe badania wskazują, że biowęgiel poprzez sorpcję składników pokarmowych i wody ogranicza ich dostępność dla organizmów glebowych. Dodatek biowęgla w glebie może wpływać korzystnie na wzrost zawartości i dostępność fosforu w glebie. Jak wynika z badań Chana i in. (2007) dodatek biowęgla w dawce większej niż 50 $Mg{\cdot}ha^{-1}$ powoduje wyraźny wzrost stężenia fosforu w glebie. Fosfor w biowęglach występuje głównie w formach łatwo przyswajalnych, jednak wielu autorów w swoich badaniach wskazuje na inne potencjalne mechanizmy zwiększenia przyswajalności fosforu przez dodatek biowęgla w glebie, przede wszystkim przez zdolność do modyfikowania odczynu, a przez to rozpuszczalności form fosforu zależnych silnie od warunków pH (Turner i in. 2006, Novak i in. 2009, Chintala i in. 2014), jak również wzmacnianie aktywności mikrobiologicznej i przyspieszoną mineralizację fosforu (Oberson i in. 2006, Chan i in. 2007, DeLuca i in. 2009, Xua i in. 2014). Biowęgle charakteryzują się bardzo zróżnicowanymi zawartościami potasu, zależnie od rodzaju materiału wsadowego stosowanego w produkcji. Spośród wszystkich makroskładników obecnych w karbonizatach, potas jest najlepiej dostępnym dla roślin pierwiastkiem, a udział form bioprzyswajalnych wynosi nawet 95% całkowitej zawartości (Medyńska-Juraszek, nieopublikowane).

Dodatek tego składnika do gleby powoduje w początkowym etapie szybki wzrost rozpuszczalnych form K w roztworze glebowym, co świadczy o tym, że materiał ten może być źródłem pierwiastka (Oram i in. 2014, Widowati i Asnah 2014).

WPŁYW NA ODCZYN GLEBY

Wielu autorów podkreśla, że efekt nawozowy i wzrost plonowania jest w większym stopniu związany ze wzrostem wartości pH gleb silnie zakwaszonych, niż z dostarczaniem składników pokarmowych (Steiner i in. 2007, Yuan i in. 2011). Wykazano, że biowęgiel zawiera wiele substancji alkalicznych, w tym węglan wapnia (od 0,5 do nawet 33%) i może powodować wzrost pH gleb (Novak i in. 2009). Rodzaj materiału wsadowego i temperatura procesu zgazowywania mają kluczowe znaczenie dla tworzenia się substancji alkalicznych. W wysokich temperaturach (od 450 do 800°C) tworzą się przede wszystkim nieorganiczne formy węglanowe, $CaCO_3$ i $MgCO_3$, o powolnym działaniu w glebie. Wraz ze spadkiem temperatury poniżej 450°C, rośnie udział anionowych grup funkcyjnych (np. grup karboksylowych, hydroksylowych) zdolnych do szybkiej sorpcji jonów H^+. Działanie alkalizujące związane z wprowadzeniem biowęgla do gleby jest wprost proporcjonalne do zawartości substancji alkalicznych i stosowanej dawki. Najlepsze efekty uzyskuje się dla gleb silnie zakwaszonych, w których obserwuje się bardzo wyraźny spadek zawartości wymiennego H^+ i Al^{3+} i wzrost udziału zasadowych kationów wymiennych (Yuan i in. 2011, Zong i in. 2016).

WPŁYW NA WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNE GLEBY

Dodatek biowęgla wpływa pozytywnie na właściwości fizyczne gleb, zmniejszając ich gęstość objętościową, zwiększając zdolność do tworzenia agregatów glebowych, poprawiając retencję wodną i odporność na erozję (Lehman i Joseph 2011, Jien i Wang 2014). Duża powierzchnia właściwa i porowatość to główna przewaga biowęgla nad innymi rodzajami glebowej materii organicznej w kształtowaniu takich właściwości gleb jak ich tekstura i struktura, a co się z tym wiąże właściwości wodnych (van Zwieten i in. 2010). Zwiększenie retencji wodnej jest szczególnie zauważalne po dodaniu biowęgla do gleb piaszczystych (Abel i in. 2013), w których nawet niewielki dodatek karbonizatu powoduje wzrost retencji wodnej i polowej pojemności wodnej. W przypadku gleb o ciężkim składzie granulometrycznym zaobserwowano wzrost porowatości i większe rozluźnienie struktury glebowej. Poprawa właściwości wodnych i aeracji może być jednym z mechanizmów wyjaśniających wzrost żyzności gleb mało urodzajnych. Inną hipotezą jest promowanie powstawania struktury agregatowej, która wpływa na zdolność zatrzymywania wody w glebie (Abel i in. 2013, Sun i Lu 2014). Sam biowęgiel ma właściwości hydrofobowe, co może powodować wzrost hydrofobowości gleby po zastosowaniu. Należy mieć jednak na uwadze, że kształtowanie się właściwości fizycznych gleb pod wpływem dodatku biowęgla, w największym stopniu jest determinowane przez technologię jego produkcji (Das i Sarmah 2015, Ojeda i in. 2015, Agegnehu i in. 2016). Wraz ze wzrostem temperatury wytwarzania hydrofobowość biowęgli maleje, a zdolność do sorbowania wody wyraźnie rośnie, stąd w literaturze można spotkać wiele sprzecznych doniesień dotyczących właściwości wodnych biowęgla (Gray i in. 2014, Das i Sarmah 2015). Dodatek węgla do gleby wpływa na właściwości termiczne. Wzrost temperatury gleby przez zmniejszone albedo może wpływać modyfikująco na aktywność mikroorganizmów, przyspieszając tempo mineralizacji niektórych składników, np. azotu.

PODSUMOWANIE

Biowęgiel stanowi obiecującą alternatywę dla innych dodatków glebowych o wysokiej zawartości węgla. Duże zainteresowanie biowęglem w ostatnich latach, wygenerowało ogromną liczbę publikacji opisujących potencjalnie korzystne i negatywne oddziaływanie dodatku karbonizatów na środowisko glebowe (Beesley i. in. 2011, Lehmann i Joseph 2011, Camps Arbestain i in. 2014, Agegnehu i in. 2016). Wiele z badań wskazuje, że biowęgiel pozytywnie wpływa na kształtowanie się żyzności i urodzajności gleb, przez modyfikowanie właściwości fizycznych, chemicznych i biologicznych (Chan i in. 2007, DeLuca i in. 2009, Sohi i in. 2011). Jednocześnie słaba wartość nawozowa powoduje, że może on być traktowany jedynie jako polepszacz glebowy. Duża trwałość i stabilność biowęgla w glebie powoduje, że czas jego rozkładu wynosi od 100 do ponad 1000 lat. Niewiele wiadomo na temat zmian jego właściwości w czasie, a wiele czynników wpływających na jego stabilność i podatność na rozkład biologiczny i abiotyczny utrudnia ocenę efektywności jego zastosowania, jako dodatku do gleb w długiej perspektywie czasowej. Właściwości biowęgla wynikają z procesu wytwarzania i zastosowanego materiału wsadowego determinując efekt działania w glebie. Jest to przyczyną dużej zmienności wyników opisywanych w literaturze, co prowadzi często do generowania sprzecznych

opinii dotyczących działania biowęgla i jego jako dodatku do gleb. Procedura wytwarzania biowęgla, jak również jego zastosowania wymaga ujednolicenia. Badania nad efektem wprowadzenia biowęgla do gleby powinny uwzględniać warunki klimatyczne i glebowe danego obszaru, jak również uwzględniać dłuższą perspektywę czasową.

PODZIĘKOWANIA

Badania nad zastosowaniem biowęgla są finansowane z III Programu Badań Stosowanych Narodowego Centrum Badań i Rozwoju w ramach umowy PBS3/B8/22/2015.

LITERATURA

Abel S., Peters A., Trinks S., Schonsky H., Facklam M. and Wessolek G., 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. Geoderma 202–203: 183–191.

Agegnehu G., Bass, A., Nelson P., Bird M., 2016. Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil. Science of The Total Environment 543: 295–306.

Ameloot N., Sleutela S., Caseb S., Albertic G., McNamarab N., Zavallonic C., Vervischa B., delle Vedovec G., De Nevea S., 2014. C mineralization and microbial activity in four biochar field experiments several years after incorporation. Soil Biology and Biochemistry 78: 195–203

Anderson C., Condron L., Clough T., Fiers M., Stewart A., Hill R., Sherlock R., 2011. Biochar induced soil microbial community change: Implications for biogeochemical cycling of carbon, nitrogen and phosphorus. Pedobiologia 54/5–6: 309–320.

Beesley L., Moreno-Jiménez E., Gomez-Eyles J., Harris E., Robinson B., Sizmur T., 2011. A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987).

Bis Z., 2012. Biowęgiel – powrót do przeszłości, szansa dla przyszłości. Czysta Energia 6.

Bruun E., Ambus P., Egsgaard H., Hauggaard-Nielsen H., 2012. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. Soil Biology and Biochemistry 46: 73–79.

Camps Arbestain M., Saggar S., Leifeld J., 2014. Environmental benefits and risks of biochar application to soil. Agriculture, Ecosystems & Environment 191: 1–4.

Cayuela M., van Zwieten L., Singh B., Jeffery S., Roig A., Sanchez-Monedero M.A., 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment 191: 5–16.

Chan K., Van Zwieten B., Meszaros I., Downie A., Joseph S., 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. Australian Journal of Soil Research 45: 629–634.

Cheng C., Lehmann J., Thies J., Burton S., Engelhard M., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. Organic Geochemistry 37(11): 1477–1488.

Chintala R., Schumacher T., McDonald L., Clay D., Malo D., Papiernik S., Clay S., Julson J., 2014. Phosphorus Sorption and Availability from Biochars and Soil/Biochar Mixtures. CLEAN – Soil, Air, Water 42: 626–634.

Clough T., Condron L., 2010. Biochar and the Nitrogen Cycle: Introduction. Journal of Environmental Quality 39(4): 1218–1223.

Cross A., Sohi S., 2011. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. Soil Biology and Biochemistry 43: 2127–2134.

Das O., Sarmah A., 2015. The love-hate relationship of pyrolysis biochar and water: A perspective. Science of the Total Environment 512/513: 682–685.

DeLuca T., MacKenzie M., Gundale M., 2009. Biochar effects on soil nutrient transformations. [In:] Biochar for Environmental Management: Science and Technology. [Eds.] Lehmann J., Joseph S., Earthscan, London, UK.: pp. 251–270.

Glaser B., Balashov E., Haumaier L., Guggenberger G., Zech W., 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. Organic Geochemistry, 31: 669–678.

Gray M., Johnson M., Dragila M., Kleber M., 2014. Water uptake in biochars: The roles of porosity and hydrophobicity. Biomass and Bioenergy 6: 196–205.

Hossain M., Strezov V., Chan K., Ziolkowski A., Nelson P., 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. Journal of Environmental Management 92(1): 223–228.

Inyang M., Gao B., Yao Y., Xue Y., Zimmerman A., Pullammanappallil P., Cao X., 2012. Removal of heavy metals from aqueous solution by biochars derived from anaerobically digested biomass. Bioresource Technology 110: 50–56.

Jiang T., Jiang J., Xu R., Li Z., 2012. Adsorption of Pb(II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar. Chemosphere 89: 249–256.

Jien S., Wang C., 2014. Effects of biochar on soil properties and erosion potential in a highly weathered soil. Catena 110: 225–233.

Karhu K., Mattila T., Bergström I., Regina K., 2011. Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity – Results from a short-term pilot field study. Agriculture, Ecosystems & Environment 140(1–2): 309–313.

Knowles O., Robinson B., Contangelo A., Clucas L., 2011. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. Science of The Total Environment 409(17): 3206–3210.

Kolton M., Meller Harel Y., Pasternak Z., Graber E., Elad Y., Cytryn E., 2011. Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. Applied & Environmental Microbiology 77: 4924–4930.

Kołodyńska D., Wnętrzak R., Leahy J., Hayes M., Kwapiński W., Hubicki Z., 2012. Kinetic and adsorptive characterization of biochar in metal ions removal. Chemical Engineering Journal 197: 295–305.

Kuppusamy S., Thavamani P., Megharaj M., Venkateswarlu K., Naidu R., 2016. Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions. Environment International 87: 1–12.

Kuzyakov Y., Subbotina I., Chen H., Bogomolova I., Xu X., 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by 14C labeling. Soil Biology and Biochemistry 41(2): 210–219.

Laird D., 2008. The charcoal vision: A win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering

carbon, while improving soil and water quality. Agronomy Journal 100: 178–181.

Laird D., Fleming P., Davis D., Horton R., Wang B., Karlen D., 2010. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. Geoderma 158: 443–449.

Lehmann J., Joseph S., 2009. Biochar for environmental management: an introduction. [In:] Biochar for Environmental Management: Science and Technology. [Eds.] Lehmann J., Joseph S., Earthscan, London, UK: pp. 1–12.

Lehmann J., Rillig M., Thies J., Masiello C., Hockaday W., Crowley D., 2011. Biochar effects on soil biota – A review. Soil Biology and Biochemistry 43(9): 1812–1836.

Liang B., Lehmann J., Sohi S., Thies J., O'Neill B., Trujillo L., Gaunt J., Solomon, Grossman J., Neves E., Luizao F., 2010. Black carbon affects the cycling of nonblack carbon in soil. Organic Geochemistry 41: 206–213.

Luo Y., Durenkamp M., De Nobili M., Lin Q., Brookes P., 2011. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. Soil Biology and Biochemistry 43: 2304–2314.

Ma L., Xu R., Jiang J., 2010. Adsorption and desorption of Cu(II) and Pb(II) in paddy soils cultivated for various years in the subtropical China. J. Environ. Sci. 22: 689–695.

Macdonald L., Farrell M., van Zwieten L., Krull E, 2014. Plant growth responses to biochar addition: an Australian soils perspective. Biology and Fertility of Soils 50(7): 1035–1045.

Malińska K., 2012. Biowęgiel odpowiedzią na aktualne problemy środowiska. Inżynieria i Ochrona Środowiska 15/4: 387–403.

Mohan D., Rajput S., Singh V., Steele P., Pittman C., 2011. Modeling and evaluation of chromium remediation from water using low cost bio-char, a green adsorbent. Journal of Hazardous Materials 188(1–3): 319–333.

Namgay T., Singh B., Singh B., 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb and Zn to maize (Zea mays L.). Aust. J. Soil. Res. 48: 638–647.

Novak J., Busscher W., Laird D., Ahmedna M., Watts D., Niandou M., 2009. Impact of Biochar Amendment on Fertility of a Southeastern Coastal Plain Soil. Soil Science 174(2): 105–112.

Oberson A., Bünemann E., Friesen D., Rao I., Smithson P., Turner B., Frossard E., 2006. Improving phosphorus fertility in tropical soils through biological interventions. [In:] Biological approaches to sustainable soil systems. Edycja Uphoff, CRC Press: Taylor & Francis Group: 531–546.

Ojeda G., Mattana S., Ávila A., Alcañiz J., Volkmann M., Bachmann J., 2015. Are soil-water functions affected by biochar application? Geoderma 249–250: 1–11.

Oleszczuk P., Hale S., Lehmann J., Cornelissen G., 2012. Activated carbon and biochar amendments decrease pore-water concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge. Bioresource Technology 111: 84–91.

Oram N., van de Voorde T., Ouwehand G., Bezemer T., Mommer L., Jeffery S., van Groenigen J., 2014. Soil amendment with biochar increases the competitive ability of legumes via increased potassium availability. Agriculture, Ecosystems and Environment 191: 92–98.

Park J., Choppala G., Bolan N., Chung J., Chuasavathi T., 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. Plant Soil (2011) 348: 439.

Piccolo A., Pietramellara G., Mbagwu J., 1996. Effects of coal-derived humic substances on water retention and structural stability of Mediterranean soils. Soil Use Management 12: 209–231.

Pignatello J., Kwon S., Lu Y., 2006. Effect of natural organic substances on the surface and adsorptive properties of environmental black carbon (char): attenuation of surface activity by humic and fulvic acids. Environ. Sci. Technol. 40: 7757–7763.

Prayogo C., Jones J., Baeyens J., Bending G., 2013. Impact of biochar on mineralisation of C and N from soil and willow litter and its relationship with microbial community biomass and structure. Biology and Fertility of Soils: 1–8.

Rondon M., Lehmann J., Ramirez J., Hurtado M., 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (Phaseolus vulgaris L.) increases with bio-char additions. Biology and Fertility of Soils 43: 699–708.

Sohi S., Krull E., Lopez-Capel E., Bol R., 2011. Chapter 2 – A Review of Biochar and Its Use and Function in Soil. Advances in Agronomy 105: 47–82.

Steinbass S., Glexiner G., Antonietti M., 2009. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. Soil Biology and Biochemistry 41/6: 1301–1310.

Steiner C., Teixeira W., Lehmann J., Nehls T., Macedo J., Blum W., Zech W., 2007. Long-term effects of manure, charcoal, and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered central Amazonian upland soil. Plant Soil., 291: 275–290.

Sun F., Lu S., 2014. Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 117: 26–33.

Turner B.L., Frossard E., Oberson A., 2006. Enhancing phosphorus availability in low-fertility soils. [In:] Biological approaches to sustainable soil systems. CRC Press: Taylor & Francis Group: pp. 191–205.

Qiu Y., Xiao X., Cheng H., Zhou Z., Sheng G., 2009. Influence of environmental factors on pesticide adsorption by black carbon: pH and model dissolved organic matter. Environ. Sci. Technol. 43: 4973–4978.

van Zwieten L., Kimber S., Morris S., Chan K., Downie A., Rust J., Cowie A., 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. Plant and Soil 327(1): 235–246.

Verheijen F., Jeffery S., Bastos C., Van Der Velde M., Diafas I., 2010. Biochar Application to Soils. JRC Scientific and technical Report.

Wang T., Camps Arbestain M., Hedley M., Bishop P., 2012. Chemical and bioassay characterisation of nitrogen availability in biochar produced from dairy manure and biosolids. Organic Geochemistry 51: 45–54.

Warnock D., Lehmann J., Kuyper T., Rillig M., 2007. Mycorrhizal responses to biochar in soil – concepts and mechanisms. Plant and Soil 300: 9–20.

Warnock D., Mummey D., McBride B., Major J., Lehmann J., Rillig M., 2010. Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: Results from growth-chamber and field experiments. Applied Soil Ecology 46(3): 450–456.

Widowati W., Asnah A., 2014. Biochar Can Enhance Potassium Fertilization Efficiency and Economic Feasibility of Maize Cultivation. Journal of Agricultural Science 6(2): 24–32.

Xua G., Suna J., Shaoa H., Changa S., 2014. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. Ecological Engineering 62: 54–60.

Yuan J., Xu R., Zhang H., 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. Bioresource Technology 102(3): 3488–3497.

Yuan J., Xu R., Wang N., Li J., 2011. Amendment of Acid Soils with Crop Residues and Biochars. Pedosphere 21(3): 302–308.

Zhang Q., Du Z., Lou Y., He X., 2015. A one-year short-term biochar application improved carbon accumulation in large macroaggregate fractions. Catena 127(0): 26–31.

Zhao R., Coles N., Wu J., 2015. Carbon mineralization following additions of fresh and aged biochar to an infertile soil. Catena 125: 183–189.

Zimmerman A., 2010. Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). Environ. Sci. Technol. 44: 1295–1301.

Zong Y., Xiao Q., Lu S., 2016. Acidity, water retention, and mechanical physical quality of a strongly acidic Ultisol amended with biochars derived from different feedstocks. Journal of Soils and Sediments 16(1): 177–190.

Received: February 8, 2016
Accepted: October 19, 2016

Biochar as a soil amendment

Abstract: Biochar is a carbonaceous product of biomass pyrolysis under limited oxygen conditions. Due to the very good sorption properties material is used as a soil amendment. In recent years, much attention has been paid to biochar as a potential tool improving soil properties and fertility. The most important benefits of its use in agriculture is a significant increase of sorption capacity, reduced nutrient leaching, as well as slow release of macro- and microelements essential for plant growth, liming effect, increased water holding capacity, improved biological properties, resulting in an increase in crop yields. The aim of the study is to summarize the knowledge about the impact of biochar on soil environment, as well as identify areas and directions for future research on biochar application in soils impacted by human activities

Keywords: biochar, amendment, soil, sorption